

UNIVERSITE DU QUEBEC

MEMOIRE PRESENTE A  
L'UNIVERSITE DU QUEBEC A TROIS-RIVIERES

COMME EXIGENCE PARTIELLE  
DE LA MAITRISE EN SCIENCE DE L'ENVIRONNEMENT

PAR  
MARCEL PROULX

EFFETS DE LA PREDATION DE L'OMBLE DE FONTAINE  
(Salvelinus fontinalis Mitchill) SUR LE COMPORTEMENT  
DU VENTRE ROUGE DU NORD (Phoxinus eos Cope)

DECEMBRE 1991

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

## RESUME

En milieu naturel, les ventres rouges du nord (Phoxinus eos) effectuent des migrations nycthémérales de la zone littorale vers la zone pélagique au crépuscule, où ils s'alimentent sur le zooplancton, puis retournent vers la zone littorale à l'aube pour diminuer le risque de prédation par l'Omble de fontaine (Salvelinus fontinalis), un prédateur visuel.

L'objectif de cette étude était de comparer le comportement de migration nycthémérale des ventres rouges du nord dans cinq lacs où le risque de prédation était considéré "faible" (association Ventre rouge du nord - Omble de fontaine) et dans six autres lacs où le risque de prédation était considéré "plus élevé" (association Ventre rouge du nord - Omble de fontaine - Meunier noir (Catostomus commersoni)).

Les résultats suggèrent que les ventres rouges du nord lorsqu'ils vivent en présence de Meunier noir et d'Omble de fontaine diminuent l'amplitude de leur migration nycthémérale comparativement à ceux qui vivent en présence d'Omble de fontaine seulement. Ces variations seraient causées par une augmentation de la pression de prédation de l'Omble de fontaine sur le Ventre rouge du nord dans les lacs qui abritent le Meunier noir. L'analyse des contenus stomacaux des ombles de fontaine a indiqué que le Ventre rouge du nord

est plus souvent la proie de l'Ombre de fontaine dans les lacs contenant du Meunier noir.

Malgré la tendance qui semble montrer une préférence pour le couvert dense en zone littorale des deux communautés étudiées, les ventres rouges du nord n'ont affiché aucune différence significative dans l'utilisation de deux types de couvert (dense versus faible).

Même si la ressource zooplanctonique est semblable du point de vue diversité spécifique et de la taille individuelle du zooplancton, l'alimentation des ventres rouges du nord diffère selon qu'ils sont en présence ou en absence de Meunier noir. Cette variation de l'alimentation serait induite par une modification du comportement de migration nycthémerale.

## REMERCIEMENTS

J'aimerais remercier en premier lieu mon directeur de thèse, Pierre Magnan, qui fut une source de motivation tout au long de mon projet d'étude. Sa patience et sa bonne humeur ont été appréciées tout au long du projet.

J'aimerais particulièrement remercier Monsieur Hugues Venne pour son support sur le terrain, ainsi que Nathalie Gélinas, Elyse Harnois, Josée Soucie, Jean-François Duchesne et Alain Filion pour leur aide inestimable sur le terrain.

Je ne pourrais passer sous silence le travail appréciable de Sylvie Gour et Louise Thiffeault pour l'identification et le dénombrement du zooplancton.

Il ne faudrait pas oublier la collaboration de Messieurs Jacques Archambault, Côme Garceau et Claude Poitras du ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche pour leur aide au niveau logistique sur le terrain. J'en profite pour remercier également les dirigeants de la réserve Mastigouche ainsi que les préposés à l'accueil Pins-Rouges pour leur collaboration et leur camaraderie sur le terrain.

J'exprime ma gratitude à M. Serge Tremblay pour avoir accepté de commenter une première version du mémoire. Ses commentaires sur la première version ont été des plus constructifs.

v

J'aimerais enfin remercier Monsieur Jean-Louis Benoît  
pour son support technique ainsi que Monsieur Pierre East  
pour son aide en début de projet.

## TABLE DES MATIERES

	Page
RESUME.....	ii
REMERCIEMENTS.....	iv
TABLE DES MATIERES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	viii
LISTE DES ANNEXES.....	x
1.0 INTRODUCTION.....	1
1.1 Comportement de banc.....	2
1.2 Migration nycthémerale.....	4
1.3 Utilisation des refuges en zone littoral.....	5
1.4 Flexibilité des comportements.....	6
1.5 Approches utilisées.....	8
2.0 PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS DE L'ETUDE.....	12
3.0 MATERIEL ET METHODES.....	16
3.1 Sites de l'étude.....	16
3.2 Echantillonnage.....	18
Distribution spatiale.....	18
Utilisation des habitats en zone littorale.....	20
Alimentation du Ventre rouge du nord et de l'Ombre de fontaine.....	21
Echantillonnage du zooplancton.....	22
3.3 Analyses statistiques.....	23

4.0 RESULTATS.....	24
4.1 Prédation du ventre rouge du nord par l'Ombre de fontaine.....	24
4.2 Distribution spatiale du Ventre rouge du nord.....	24
Migration dans la zone pélagique.....	24
Distribution dans la zone littorale.....	27
Distribution entre les zones littorale et pélagique.....	29
4.3 Distribution spatiale de l'Ombre de fontaine.....	29
4.4 Ressource alimentaire.....	32
4.5 Alimentation des ventres rouges du nord.....	32
4.6 Taille des ventres rouges du nord .....	35
5.0 DISCUSSION.....	38
5.1 Prédation du Ventre rouge du nord par l'Ombre de fontaine.....	38
5.2 Distribution spatiale du Ventre rouge du nord.....	41
5.3 Choix des habitats en zone littorale.....	43
5.4 Alimentation du Ventre rouge du nord.....	44
5.5 Taille des ventres rouges du nord selon les habitats dans la zone littorale.....	46
6.0 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	47
ANNEXES.....	56



## LISTE DES TABLEAUX

TABLEAUX	PAGE
1. Caractéristiques morphométriques et physico-chimiques des lacs à l'étude.....	17
2. Pourcentage d'occurrence des ventres rouges du nord dans les contenus stomacaux d'ombles de fontaine provenant de lacs contenant seulement de l'Ombles de fontaine et de lacs contenant de l'Ombles de fontaine et du Meunier noir, pour 1988 et 1989.....	25
3. Abondance (n) et pourcentage des ventres rouges du nord capturés dans la zone pélagique (>2 mètres de profondeur) des lacs étudiés.....	26
4. Abondance relative (n) et pourcentage des ventres rouges du nord capturés à l'aide de nasses à ménés dans la zone littorale des lacs étudiés, 1989.....	28
5. Abondance relative (n) et pourcentage des ventres rouges du nord capturés à différentes stations dans les lacs étudiés (filets monofilaments); 1989.....	30

6. Abondance relative (n) et pourcentage des ombles de fontaine capturés dans la zone pélagique (>2 mètres de profondeur) des lacs étudiés, 1988..... 31
7. Abondance relative (nb. d'indiv./m<sup>3</sup>) et taille (mm) principaux cladocères retrouvés dans les lacs étudiés, 1989..... 33
8. Fréquence numériques (%) des proies retrouvées dans les contenus stomacaux des ventres rouges du nord dans les lacs à Omble de fontaine et dans les lacs à Omble de fontaine et à Meunier noir..... 34
9. Longueur moyenne (mm  $\pm$  1 écart-type) des proies retrouvées dans les contenus stomacaux des ventres rouges du nord dans les lacs à Omble de fontaine et dans les lacs à Omble de fontaine et Meunier noir... 36
10. Longueur moyenne (mm  $\pm$  1 écart-type) des ventres rouges du nord capturés dans les nasses à ménés dans la zone littorale des lacs étudiés, 1989..... 37
11. Pourcentage moyen ( $\pm$  1 écart-type) du poids des ventres rouges du nord dans l'alimentation de l'Ombles de fontaine..... 39

## LISTE DES ANNEXES

## ANNEXES

## PAGE

1. Abondance relative et pourcentage des ventres rouges du nord et des ombles de fontaine capturés au filet maillant dans les lacs étudiés..... 56
2. Abondance relative (n) et pourcentage des ventres rouges du nord capturés à différentes stations dans les lacs étudiés..... 58
3. Abondance relative (n) des ventres rouges du nord capturés à l'aide de nasses à ménés dans la zone littorale des lacs étudiés..... 61

## 1.0 INTRODUCTION

En milieu naturel, les organismes vivants tendent généralement à s'alimenter dans les habitats les plus productifs (Stephens et Krebs 1986). Dans la majorité des cas cependant, les habitats offrant une ressource alimentaire élevée présentent également un risque plus élevé de prédation (Dill 1983). Les organismes doivent alors adopter un comportement leur permettant de maximiser leur alimentation tout en diminuant le risque d'être la victime d'un prédateur.

Chez les poissons d'eau douce, les stratégies anti-prédateurs qui sont les plus souvent rapportées sont le comportement de banc (Hobson 1973, Partridge 1982, Godin et Morgan 1985, Morgan et Godin 1985, Godin 1986, Hall et al. 1986, Pitcher 1983, 1986) et les migrations nycthémerales entre un site d'alimentation et un site de refuge (Hobson 1973, Bohl 1980, Grossman et al. 1980, Helfman 1981, Hanych et al. 1983, Naud et Magnan 1988). La recherche d'un habitat complexe ou d'un refuge tel le choix d'une zone à végétation dense, peut également être considérée comme un comportement anti-prédateur puisqu'elle est adoptée en réponse à la présence de prédateurs (Cerri et Fraser 1983, Werner et al. 1983a, Power et al. 1985).

### 1.1 Comportement de banc

Un banc consiste en un groupe social (Pitcher 1983) pouvant favoriser l'alimentation et (ou) en diminuant le risque de prédation et ce pour chacun des individus composant le banc (Pitcher 1983). Le nombre minimum de poissons requis pour constituer un banc est de deux (Pitcher 1986) ou de trois (Shaw 1978). Partridge (1982) distingue une paire de poissons d'un groupe plus important car dans une paire il y a un individu qui dirige l'autre alors que dans un banc, il n'y a pas de meneur.

Pitcher (1983) définit deux types de banc, soit les bancs polarisés (angl.: school) qui sont des regroupements d'individus dont chacun coordonne sa vitesse et sa direction en fonction des autres individus et les bancs non-polarisés (angl.: shoal) qui sont définis comme étant des regroupements d'individus sans qu'il n'y ait de polarisation ou de coordination.

La formation de banc confère plusieurs avantages pour chacun des individus qui le compose. Par exemple, l'information obtenue par un individu est transférée plus rapidement aux autres individus qui composent le banc (Pitcher et Magurran 1983, Pitcher 1986, Morgan 1988). Cela permet de trouver une source de nourriture plus rapidement, de consacrer plus de temps à l'alimentation plutôt qu'à la

surveillance, et de changer plus efficacement de site d'alimentation (Godin 1986, Pitcher 1986).

Le comportement de banc confère aussi plusieurs avantages anti-prédateurs (Godin 1986, Pitcher 1986). Il y a tout d'abord l'effet de dilution: lorsqu'un prédateur, après avoir découvert un banc de mille poissons par exemple en capture un, le risque d'être capturé est de un sur mille comparativement à un sur un si la proie vivait isolée (Partridge 1982). Il y a aussi le comportement d'inspection du prédateur (angl.: "predator inspection behavior"; Pitcher et al. 1986). Lorsqu'un banc rencontre un prédateur, des poissons quittent souvent le banc, s'approchent du prédateur, s'arrêtent brièvement puis retournent au banc. Ces inspections permettent un transfert d'informations aux autres individus composant le banc. Les poissons faisant partie d'un banc peuvent également adopter des tactiques d'évasion de groupe tel l'effet de fontaine et la dispersion rapide (Partridge 1982, Godin 1986, Hall et al. 1986). Dans le premier cas, lorsqu'un prédateur attaque un banc, celui-ci se sépare en deux parties et se regroupe derrière le prédateur. Cette tactique est employée par les proies peu rapides. Dans le deuxième cas, lorsqu'un prédateur attaque un banc, ce dernier se disperse radialement et ce dans un très court laps de temps (ex.: une demi seconde), jetant la confusion chez le prédateur.

## 1.2 Migrations nycthémérales

Les migrations nycthémérales ont été observées chez plusieurs espèces de poissons des récifs coralliens ainsi que chez quelques espèces vivant en eau douce (Emery 1973, Hobson 1973, Hall et al. 1979, Bohl 1980, Grossman et al. 1980, Hanych et al. 1983, Wurtsbaugh et Li 1985, Naud et Magnan 1988). Quoique ces migrations sont communes chez les poissons des récifs coralliens, l'apparition de migrations distinctes et précises chez les poissons des lacs d'eau douce y est moins apparente (Helfman 1981). Selon l'auteur, cela s'expliquerait par le fait que les lacs tempérés contiennent moins de prédateurs que les communautés des récifs coralliens.

Lors de ces migrations, les poissons se déplacent de la zone littorale vers la zone pélagique au crépuscule afin de s'alimenter sur le zooplancton plus abondant dans ce milieu (Mittelbach 1981, Naud et Magnan 1988). A l'aube, les poissons retournent en zone littorale afin de se réfugier dans le couvert pour ainsi diminuer le risque de prédation par les prédateurs visuels (Helfman 1981, Naud et Magnan 1988). Hanych et al. (1983) ont quant à eux observé une migration inverse chez le Méné pâle (Notropis volucellus). La plus grande abondance du zooplancton dans la zone pélagique des lacs des régions tempérées inciterait les espèces

planctonophages à s'y alimenter (Bohl 1980, Grossman et al. 1980, Hall et al. 1979, Naud et Magnan 1988). Ces migrations permettraient aux poissons de maximiser leur taux d'alimentation tout en diminuant leur risque de prédation par les prédateurs visuels (Hanych et al. 1983, Gotceitas et Colgan 1987).

### 1.3 Utilisation des refuges en zone littorale

Une stratégie anti-prédateur consiste à choisir entre des habitats offrant différents niveaux de refuge contre les prédateurs. A titre d'exemple, en présence de prédateurs, l'Epinoche à trois épines (Gasterosteus aculeatus) utilisera plus assidûment les refuges pour avoir plus de protection contre les attaques (Fraser et Huntingford 1986). En milieu lacustre, Naud et Magnan (1988) ont observé que le Ventre rouge (Phoxinus eos) du nord se déplaçait en banc dans la zone littorale le jour, migrait en zone pélagique la nuit où les bancs se dispersaient, pour ensuite se réfugier dans la zone littorale au lever du soleil. Durant la journée, le Ventre rouge du nord préférait les habitats de la zone littorale caractérisés par un couvert dense composé d'éricacés (ex. Cassandra calyculata) comparativement à d'autres habitats plus ouverts. Les auteurs supposent que l'Ombre de fontaine (Salvelinus fontinalis) force le Ventre rouge du nord à



utiliser ce type d'habitat durant la journée afin de diminuer leur risque de prédation.

#### 1.4 Flexibilité des comportements

Helfman (1979) a observé chez différentes populations lacustres des variations intraspécifiques du comportement anti-prédateur. Il se peut que ces différences soient de nature ontogénique ou qu'elles reflètent la plasticité de l'espèce face aux conditions écologiques variables telles que la pression de prédation (Helfman 1979, Helfman et al. 1982). Les prédateurs peuvent modifier les comportements anti-prédateurs d'autres espèces tel que l'utilisation des habitats (Kotler 1984), l'alimentation et les activités journalières (Tonn et Paszkowski 1987, Rahel et Stein 1988). Ainsi, quelques auteurs supposent que l'amplitude de la réponse comportementale des proies devrait être proportionnelle à la perception du degré de risque de prédation, si celui-ci varie dans le temps ou l'espace (Dill et Fraser 1984, Gilliam et Fraser 1987, Sih 1987, Tonn et al. 1989). Par exemple, pour un poisson, la décision de joindre ou de quitter un banc représente une réévaluation constante du choix de s'alimenter ou de risquer sa vie (Pitcher 1986). Il a été observé que des naseux noirs (Rhinichtys atratulus) étaient capables de faire la différence entre un poisson prédateur et un autre non prédateur et ainsi adapter leur

comportement en conséquence c'est-à-dire en évitant plus fréquemment les prédateurs que les non prédateurs (Fraser et Mottolese 1984). Cette flexibilité du comportement constituerait donc un trait adaptatif pour une espèce donnée car dans la plupart des environnements naturels le risque de prédation varie de façon spatiale et temporelle (Dill 1983). Les études de Godin et Morgan (1985) en laboratoire ont pu démontrer l'effet du risque de prédation sur les poissons ayant adopté un comportement de banc. En modifiant le nombre de prédateurs dans un bassin, d'où le risque de prédation, les auteurs ont pu observer que les proies resserraient le banc ou s'éloignaient les uns des autres ou encore, abandonnaient complètement le comportement de banc.

Peu d'études en milieu naturel ont montré l'effet du risque de prédation sur les migrations nycthémerales des poissons en eau douce. Hanych et al. (1983) ont observé dans le lac Itasca (Minnesota) que le Méné pâle (Notropis volucellus) se dirige vers le rivage au crépuscule et retourne vers la zone pélagique au soleil levant. Ce comportement diffère de ceux observés pour d'autres lacs où la prédation crépusculaire ou nocturne semble absente. Selon Helfman (1981), les poissons d'eau douce auraient évolué dans des milieux variables et par le fait même, auraient acquis une certaine plasticité au niveau de leur comportement dépendamment des conditions environnementales.

La flexibilité du comportement peut s'opérer également au niveau des choix de l'habitat. Par exemple, dans le cas des migrations nyctémérales, il y a un coût associé au déplacement entre la zone littorale et la zone pélagique (Dill 1987). Un coût est également associé au choix d'un habitat plus pauvre en alimentation (Mittelbach 1981, Werner et al. 1983b); cependant, un gain est enregistré si cet habitat constitue un refuge contre la prédation (Dill 1987).

Le changement d'habitat pourrait également apporter des impacts négatifs sur des paramètres pouvant influencer le succès reproducteur d'un individu telles la croissance et la fécondité (Dill 1987, Persson 1990).

### 1.5 Approches utilisées

Pour l'étude de l'écologie et du comportement des organismes vivants, Diamond (1986) distingue trois types d'approche: l'approche expérimentale en laboratoire, l'approche semi-naturelle et l'approche naturelle.

L'approche en laboratoire consiste en une expérimentation en milieu contrôlé et artificiel comme par exemple des aquariums. Le manipulateur fait varier un paramètre afin d'étudier la réaction d'un animal qui y est soumis. Un exemple de ce type d'approche est donné par les travaux de Godin (1986) sur le comportement de banc; l'auteur variait le risque de prédation (ici le nombre de prédateurs

dans un aquarium) et observait son effet sur le comportement de proies vivant en banc. Les avantages de cette approche sont que toutes les variables influençant le comportement sont contrôlées. Ainsi, les interférences entre les facteurs sont réduites au minimum. Le principal désavantage est que les conditions ne sont pas représentatives de celles qui prévalent sur le terrain, et qu'il est difficile de généraliser à partir de résultats obtenus en laboratoire (Diamond 1986).

L'approche semi-naturelle (angl.:Field experiment) consiste en une expérimentation en milieu naturel à partir de bassins ou d'enclos. Un manipulateur peut modifier un ou quelques paramètres tels l'ajout ou le retrait de prédateurs, l'élimination ou l'ajout du couvert, la modification de la densité d'une population. Les travaux de Werner et al. (1983a,b) qui ont étudié les effets de la compétition entre trois espèces de Centrarchidae dans des étangs où ils pouvaient contrôler la densité des individus constituent des bons exemples de ce type d'approche. L'avantage de celle-ci est que les résultats sont plus représentatifs de la situation réelle qui prévaut sur le terrain en terme d'habitat et/ou de physico-chimie par exemple. Un des désavantages majeurs est le choix de sites semblables limitant souvent le nombre de réplicats. Le manipulateur n'a pas de contrôle sur la plupart des variables indépendantes telles que le vent, la pluie, la température et la lumière.

Il est donc plus difficile de reproduire les résultats (Diamond 1986).

La troisième approche, l'expérimentation en milieu naturel est plus difficile à cerner. On la classe d'abord en deux branches, soit l'observation "trajectoire" (angl.: natural trajectory experiment) et l'observation dite par "cliché" (angl.: snapshot experiment) (Diamond 1986). Dans le premier cas, on observe l'influence à long terme de divers paramètres comme par exemple, la colonisation ou l'introduction d'un prédateur dans un lac. Le principal désavantage est qu'il est difficile d'attribuer à un facteur (en l'occurrence celui que l'on veut tester) l'effet qu'il pourrait avoir sur une population puisqu'il s'avère ardu d'éliminer les effets des autres facteurs de l'environnement.

L'approche utilisée dans cette étude est celle en milieu naturelle de type "cliché". Les perturbations ne sont pas établies par le manipulateur mais celui-ci choisit les sites où ces perturbations apparaissent. Par exemple, la présente étude met en comparaison deux communautés piscicoles: une communauté caractérisée par la présence de Ventre rouge du nord et d'Ombre de fontaine et une autre caractérisée par la présence de Ventre rouge du nord, d'Ombre de fontaine et de Meunier noir (Catostomus commersoni). Lorsque les systèmes étudiés sont simples et qu'il y a plusieurs réplicats pour chacune des communautés étudiées

(dans le cas présent, plusieurs lacs) cette approche peut se révéler très avantageuse (Diamond 1986, Werner 1986).

## 2.0 PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS DE L'ETUDE

Dans la Mauricie, les lacs situés sur le bouclier laurentien contenaient à l'origine des populations allopatriques d'Ombles de fontaine. La présence d'espèces autres que cette dernière remonte aux années 1930. Les pêcheurs utilisaient comme appâts des poissons vivants provenant de plans d'eau extérieurs à ces bassins hydrographiques. À la fin de la journée, les appâts restants étaient rejetés à même le lac. À long terme, les lacs du bassin de drainage furent donc colonisés par ces nouvelles espèces. Pour les lacs de la réserve Mastigouche, les principales espèces introduites ont été le Mulet à cornes (Semotilus atromaculatus), le Meunier noir et le Ventre rouge du nord. L'impact de ces espèces sur l'Ombles de fontaine a fait l'objet de différentes études, notamment celles de Magnan et Fitzgerald (1982, 1984a), Naud et Magnan (1988), Lachance et Magnan (1990a,b), East et Magnan (1991), Tremblay et Magnan (1991), et Lacasse et Magnan 1992. Les principaux impacts observés jusqu'ici sur l'Ombles de fontaine sont les diminutions de production et de rendement de pêche en ombles de fontaine, un déplacement de niche alimentaire des ombles de fontaine du zoobenthos au zooplancton en présence de Mulet à cornes et de Meunier noir ainsi qu'une augmentation de la longueur des branchicténies des ombles vivant en association

avec du mullet ou du meunier (i.e. qui déplacent leur niche alimentaire vers le zooplancton).

Aux dires d'anciens gardiens de pêche de la réserve Mastigouche, le Ventre rouge du nord a été délibérément introduit dans plusieurs bassins hydrographiques durant les années 1950 à titre de "poissons-fourrages" pour l'Omble de fontaine.

Naud et Magnan (1988) ont observé que le Ventre rouge du nord effectue des migrations nycthémerales entre la zone littorale et la zone pélagique d'un petit lac oligotrophe du bouclier laurentien, qui contient comme seule autre espèce, l'Omble de fontaine. Les poissons se déplacent en banc dans la zone littorale le jour, migrent dans la zone pélagique au coucher du soleil, où les bancs se dispersent, et ensuite retournent en zone littorale au lever du soleil. Les résultats indiquent que ces migrations vers la zone pélagique permettent aux individus d'augmenter leur efficacité alimentaire sur le zooplancton. De plus, les ventres rouges du nord ont montré une préférence significative pour un habitat à couvert dense composé d'éricacés (ex.: Cassandra calyculata) comparativement à un habitat à couvert faible dans la zone littorale, le jour, suggérant que ce comportement leur confère une protection contre les prédateurs (Naud et Magnan 1988). Des observations ont permis de noter que les ventres rouges du nord étaient absents de la zone pélagique d'un lac (Lac Sauterelle) contenant en plus de



l'Ombre de fontaine, du Meunier noir (P. East et S. Tremblay, communication personnelle). Dans ce lac, l'Ombre de fontaine était surtout retrouvé en zone pélagique en raison d'un déplacement de niche alimentaire du zoobenthos au zooplancton (Tremblay et Magnan 1991). Comme les ventres rouges du nord vont en zone pélagique pour se nourrir de zooplancton au crépuscule, on peut supposer que leur risque de prédation est plus élevé dans les lacs où l'Ombre de fontaine déplace sa niche alimentaire sur le zooplancton, ne serait-ce que par le plus grand recouvrement de leur habitat (i.e. en zone pélagique). Lachance et Magnan (1990b), East et Magnan (1991), ainsi que Lacasse et Magnan (1992) ont effectivement observé une augmentation de la prédation des ombles de fontaine sur les ventres rouges du nord dans les lacs où les ombles se retrouvent en présence de compétiteurs comme les mulets à cornes et les meuniers noirs. Cette plus forte prédation en présence de compétiteurs serait attribuable au fait que le Ventre rouge du nord deviendrait une proie plus accessible (recouvrement des habitats) et plus rentable (en terme de coût - bénéfice) à l'Ombre de fontaine dans ce type de communauté (voir Magnan 1989; East et Magnan 1991). L'objectif spécifique de cette étude a donc été de vérifier les trois hypothèses de travail suivantes:

En supposant que les risques de prédation du Ventre rouge du nord sont plus élevés dans les lacs contenant de

l'Ombre de fontaine et du Meunier noir comparativement aux lacs contenant seulement de l'Ombre de fontaine:

1- L'amplitude des migrations des ventres rouges du nord dans la zone pélagique, en terme de distance parcourue à partir de la zone littorale, est moins élevée dans les lacs contenant du Meunier noir comparativement aux lacs ne contenant pas de Meunier noir.

2- Une plus grande proportion de ventres rouges du nord se réfugie le jour dans des habitats à couvert dense (Cassandra calyculata) dans les lacs contenant du Meunier noir comparativement aux lacs ne contenant pas de Meunier noir.

3- L'alimentation du Ventre rouge du nord est modifiée dans les lacs contenant du Meunier noir comparativement aux lacs n'en contenant pas.

### 3.0 MATERIEL ET METHODES

#### 3.1 Sites de l'étude

L'étude a été réalisée en 1988 et 1989 sur 11 lacs de la réserve Mastigouche, située à environ 100 kilomètres au nord-ouest de Trois-Rivières, Québec (46° 38' N, 73° 15' O) (Tableau 1). Les lacs choisis sont représentatifs des petits lacs oligotrophes des zones tempérées en terme de superficie, transparence et profil thermique, de conductivité et concentration d'oxygène dissous (Magnan 1988). Ces lacs sont sujets aux mêmes conditions climatiques et sont exploités par la pêche sportive, laquelle est rigoureusement contrôlée par le gouvernement du Québec (Magnan 1988). De ces 11 lacs, cinq contenaient du Ventre rouge du nord et de l'Omble de fontaine qui seront référés dans le texte comme faisant partie de la communauté à Omble de fontaine. Les six autres lacs contenaient principalement du Ventre rouge du nord, de l'Omble de fontaine et du Meunier noir et seront référés dans le texte comme faisant partie de la communauté à Omble de fontaine et à Meunier noir. Seuls les lacs Sauterelle et Grignon contenaient, en plus de ces trois espèces, du Mulet à cornes et du Mulet perlé (Semotilus margarita). Cependant la présence de ces deux espèces n'a pas été considérée dans cette étude, celles-ci représentant

Tableau 1. Caractéristiques morphométriques et physico-chimiques des lacs à l'étude.

Lacs	Superficie <sup>1</sup> (ha)	Profondeur <sup>1</sup> (m)	Conductivité <sup>1</sup> ( $\mu$ S/cm)	Secchi <sup>2</sup> (m)
Lacs à Omble de fontaine				
Bondi	5.7	8.1	10.5	4.7
Charme	18.1	3.2	9.2	4.8
Diablos	9.8	6.5	10.5	4.3
Osborn	7.8	4.8	12.0	4.2
Vautour	7.2	4.8	12.5	4.8
Lacs à Omble de fontaine et à Meunier noir				
Grignon	27.5	7.9	9.0	7.3
Joe	23.3	n.d.	n.d.	7.3
Plouf	60.9	9.2	5.6	6.0
Sans-nom	13.2	0.8	12.7	1.9
Sauterelle	8.1	5.4	11.2	4.9
Vert	17.1	7.6	11.2	6.9

1: Tiré de Magnan (1988) et Lacasse et Magnan (1992).

2: Valeurs mesurées en été.

n.d.: non déterminé

moins de 1% de la biomasse totale des poissons capturés (Magnan, 1988).

Le lac Plouf a été abandonné en 1989 parce que les rendements de pêche des ventres rouges du nord y ont été trop faibles. Il a été remplacé par les lacs Joe et Grignon.

### 3.2 Echantillonnage

Distribution spatiale. Deux campagnes ont été réalisées en 1988 soit du 22 juin au 7 juillet, et du 17 août au 31 août. Trois campagnes ont été réalisées en 1989: du 26 juin au 6 juillet, du 31 juillet au 12 août et du 28 août au 7 septembre.

En 1988, deux stations étaient situées à une profondeur de deux mètres (station 2m). Deux filets maillants de deux mètres de hauteur par 15 mètres de longueur (1.27 cm maille étirée) étaient placés parallèlement à la rive. Deux autres stations étaient situées à une profondeur de quatre mètres (station 4m) en zone pélagique. Pour ces deux dernières stations, deux filets maillants superposés (2 m de hauteur x 15 m de longueur; 1.27 cm mailles étirées chacun) formant un filet effectif de quatre m de hauteur par 15 m de longueur ont été utilisés. En 1989, quatre stations supplémentaires ont été ajoutées en zone littorale à une profondeur de 0.5 m (filet monofilament de 0.5 m de hauteur par 15 m de longueur, 1.27 cm mailles étirées), trois

stations supplémentaires à une profondeur de un m (même filet mais de un de hauteur) et deux autres stations à une profondeur de deux. Enfin, deux autres stations situées à 4 mètres de profondeur ont également été ajoutées (2 filets superposés, monofilament, de 2 mètres de hauteur par 15 mètres de longueur, 1.27 cm mailles étirées). L'addition de ces stations supplémentaires avait pour but d'obtenir une estimation plus précise des migrations nyctémérales dans les lacs. Comme l'effort total de pêche n'était pas le même à toutes les stations, l'abondance relative des ventres rouges du nord à chacune des stations a été pondérée pour un effort constant de 30 mètres-filet, par nuit de pêche.

En 1988, des filets maillants expérimentaux (2 mètres de hauteur par 40 mètres de longueur, mailles étirées de 2.5, 3.8, 5.1, 6.4 et 7.6 cm, multifilaments) ont été utilisés pour étudier la distribution spatiale des ombles de fontaine et leur utilisation du Ventre rouge du nord comme proie. Les filets étaient placés parallèlement à la rive à une profondeur de 2 mètres (station 2 m) et deux filets superposés, identiques, à une profondeur de quatre mètres (station 4 m).

Pour la capture des ventres rouges du nord et des ombles de fontaine, les filets étaient installés au coucher du soleil et relevés le lendemain matin pour un effort de pêche d'environ 12 heures par campagne d'échantillonnage.

Utilisation des habitats en zone littorale. Pour l'étude de l'utilisation des habitats en zone littorale, nous avons utilisé des nasses à ménés. Les nasses étaient appâtées avec du pain et placées à une profondeur d'environ 30 cm. Magnan et FitzGerald (1984b) ont observé que la présence de pain dans les nasses n'introduisait pas de biais dans les données de distribution spatiale d'une autre espèce de Cyprinidae, le Mulet à cornes. Les nasses ont été placées dans trois types d'habitats en 1988, à raison de 10 nasses par habitat, sauf à quelques exceptions près (Annexe 1). Les habitats étudiés étaient:

1-Couvert faible: aucune végétation ou branche ne pouvait fournir d'abris physiques;

2-Couvert moyen: Habitat dont le couvert était constitué de tiges de Sparganium sp, fournissant un abri physique partiel;

3-Couvert dense: Habitat dont le couvert était constitué de tiges d'éricacés tel Cassandra calyculata, de bouquets denses de Sparganium sp., de troncs d'arbres ou de branches tombés dans l'eau, fournissant un abri physique plus important que l'habitat "couvert moyen".

Suite à l'analyse préliminaire des résultats les habitats "couvert faible" et "couvert moyen" ont été fusionnés en une seule catégorie soit "couvert faible" en raison du faible pouvoir discriminant de l'habitat "couvert

moyen". En 1989, deux habitats ont été retenus, soit l'habitat "couvert faible" et "couvert dense". Quinze nasses à ménés appâtées avec du pain ont été utilisées dans chacun des habitats sauf à quelques exceptions (Annexe 2).

Les ventres rouges du nord capturés dans les nasses ont été dénombrés par habitat, puis 100 individus étaient choisis au hasard, anesthésiés dans l'alcool amylique tertiaire, puis préservés dans de la formaldéhyde à 10%. Lorsque le nombre d'individus capturés était inférieur à 100, tout l'échantillon était conservé. Au laboratoire, la longueur totale des ventres rouges du nord capturés dans les nasses a été mesurée.

Alimentation du Ventre rouge du nord et de l'Ombre de fontaine. Les ventres rouges du nord et les ombles de fontaine capturés dans les filets étaient dénombrés, sacrifiés dans une solution d'alcool amylique tertiaire afin de prévenir la régurgitation, puis, dans le cas du Ventre rouge du nord, fixés dans de la formaldéhyde 10%. Les estomacs des ombles de fontaine ont été prélevés et aussi fixés dans de la formaldéhyde 10%. Des estomacs d'ombles de fontaines ont été prélevés en 1989 à partir des prises rapportées par les pêcheurs sportifs. Lors de leur enregistrement aux barrières les pêcheurs se voyait remettre une glacière dans laquelle ils devaient mettre les ombles de fontaine capturés sans les éviscérer. Au retour des pêcheurs,



la longueur de chacun des spécimens était notée, puis les estomacs étaient prélevés et préservés dans de la formaldéhyde 10%. S'il y a un biais relié à cette méthode d'échantillonnage, nous avons assumé qu'il était le même pour les deux types d'associations de poissons faisant l'objet d'une comparaison (i.e. Omble de fontaine versus Omble de fontaine et Meunier noir). Les contenus stomacaux de 10 ventres rouges du nord capturés aux stations de 2 mètres et de 4 mètres ont été analysés et les proies ingérées ont été comptées, identifiées au genre selon le cas. La longueur totale de chaque proie ingérée a été mesurée.

L'analyse des contenus stomacaux des ombles de fontaine capturés en 1988 et 1989 a été effectuée afin de déterminer la fréquence d'occurrence des poissons-proies.

Echantillonnage du zooplancton. le zooplancton a été échantillonné à l'aide d'un filet Wisconsin (maille 30  $\mu$ s.). Trois traits verticaux ont été effectués à la station 2 m. Des traits horizontaux de 40 mètres de long en 1988 et de 15 mètres de long en 1989 ont été effectués à la station 0.5 mètres. Les échantillons ont été préservés dans l'alcool à 95%. Le zooplancton échantillonné a été identifié au genre, compté, et la longueur totale de chaque individu a été mesurée à l'aide d'une loupe binoculaire (40X).

### 3.3 Analyses statistiques

Un des principaux objectifs de ce mémoire était de comparer l'abondance des ventres rouges du nord dans différentes zones des lacs des deux types de communautés étudiées (Omble de fontaine versus Omble de fontaine et Meunier noir). Comme l'abondance relative des ventres rouges du nord était susceptible de varier d'un lac à l'autre, les comparaisons ont été faites sur les proportions de ventres rouges du nord retrouvés dans une zone donnée, dans une communauté donnée.

Les différences entre les moyennes calculées ont été testées à l'aide d'un test de "t". L'homogénéité des variances était préalablement vérifiée à l'aide d'un test de F max (Zar 1974). Lorsque les variances n'étaient pas homogènes, une transformation  $\log(x+1)$  était appliquée sur les données brutes. Les données de pourcentage étaient préalablement transformées à l'aide de la formule  $\arcsin \sqrt{x}$ , telle que recommandé par Zar (1974).

#### 4.0 RESULTATS

##### 4.1 Prédation du Ventre rouge du nord par l'Ombre de fontaine

Les ombles de fontaine vivant en sympatrie avec le Meunier noir ont consommé significativement plus souvent des ventres rouges du nord que ceux vivant en allopatrie ( $t = 2.609$ ,  $p < 0.05$ ; Tableau 2); le pourcentage d'occurrence des ventres rouges du nord dans les estomacs d'Ombre de fontaine était en moyenne quatre fois plus élevé dans les lacs contenant du Meunier noir. Ces résultats indiquent que le risque de prédation sur les ventres rouges du nord est plus élevé dans les lacs contenant du Meunier noir. Dans les cas de prédation, le nombre de ventres rouges retrouvés dans les estomacs d'Ombre de fontaine était rarement supérieur à un.

##### 4.2 Distribution spatiale des ventres rouges du nord

Migrations dans la zone pélagique. A chacune des campagnes d'échantillonnage effectuées en 1988 et 1989, nous n'avons observé aucune différence significative entre le nombre d'individus capturés dans la zone pélagique des lacs à Ombre de fontaine et celle des lacs à Ombre de fontaine et Meunier noir ( $p > 0.05$ ; Tableau 3). Même si, à l'intérieur de la zone pélagique, les ventres rouges avaient tendance à être

Tableau 2. Pourcentage d'occurrence des ventres rouges du nord dans les contenus stomacaux d'ombles de fontaine provenant de lacs contenant seulement de l'Ombre de fontaine et de lacs contenant de l'Ombre de fontaine et du Meunier noir, pour 1988 et 1989. Valeurs moyennes  $\pm$  1 écart-type.

Communauté Lac	Nombre d'estomacs analysés	Occurrence des poissons- proies (%)
Lacs à Ombre de fontaine		
Bondi	42	0
Charme	76	3.9
Diablos	43	2.3
Osborn	67	9.0
Vautour	73	0
Tous les lacs	5	3.0 $\pm$ 3.7
Lacs à Ombre de fontaine et Meunier noir		
Grignon	19	10.5
Joe	32	31.3
Plouf	56	3.6
Sans-nom	89	12.4
Sauterelle	47	4.3
Vert	53	11.3
Tous les lacs	5	12.2 $\pm$ 10.1

Tableau 3. Abondance (n) et pourcentage des ventres rouges du nord capturés dans la zone pélagique (> 2 m de profondeur) des lacs étudiés. Valeurs moyennes  $\pm$  1 écart-type.

Campagne	Nombre de lacs (ou périodes)	Nombre d'individus	Station '1' 2 m (%)	Station '2' 4 m (%)
Lacs à Ouble de fontaine				
Juin 1988	5	175.6 $\pm$ 259.2	70.8 $\pm$ 26.2	29.2 $\pm$ 26.2
Août 1988	5	124.6 $\pm$ 190.7	69.7 $\pm$ 27.5	30.3 $\pm$ 27.5
Juin 1989	5	51.6 $\pm$ 53.9	81.6 $\pm$ 15.1	18.4 $\pm$ 15.1
Juillet 1989	5	24.0 $\pm$ 28.4	64.7 $\pm$ 26.6	35.7 $\pm$ 26.3
Août 1989	5	12.6 $\pm$ 18.9	72.0 -	28.0 -
Pour l'ensemble	5	77.7 $\pm$ 70.0	71.8 $\pm$ 6.2	28.3 $\pm$ 6.2
Lacs à Ouble de fontaine et Meunier noir				
Juin 1988	4	43.5 $\pm$ 40.3	64.7 $\pm$ 10.2	35.3 $\pm$ 10.2
Août 1988	4	29.5 $\pm$ 41.5	78.5 $\pm$ 7.8	21.5 $\pm$ 7.8
Juin 1989	5	56.8 $\pm$ 86.2	95.0 $\pm$ 1.4	5.0 $\pm$ 1.4
Juillet 1989	5	18.8 $\pm$ 19.7	82.3 $\pm$ 7.8	18.0 $\pm$ 7.2
Août 1989	5	10.2 $\pm$ 11.3	96.5 $\pm$ 4.9	3.5 $\pm$ 4.9
Pour l'ensemble	5	31.8 $\pm$ 18.7	83.4 $\pm$ 13.1	16.7 $\pm$ 13.1

1: Seuls les lacs où les captures ont été supérieures à dix ont été considérés dans le calcul des moyennes (Voir annexe 1).

plus abondants à la station 0-2 mètres dans les lacs contenant du Meunier noir, nous n'avons observé aucune différence significative entre les deux communautés ( $p > 0.05$ ; tableau 3). Les conclusions sont les mêmes pour la station 0-4 mètres puisque les données des deux stations ne sont pas indépendantes (calcul des pourcentages).

Distribution dans la zone littorale. En raison d'une différence des niveaux de l'eau entre 1988 et 1989, tous les habitats n'ont pas été couverts de façon comparable en 1988 (voir annexe 3). Comme les poissons n'étaient pas répartis de façon uniforme dans les différents couverts échantillonnés (Annexe 3) nous avons décidé de ne pas tenir compte des données de 1988 dans la présente analyse.

Les ventres rouges du nord étaient significativement plus abondants dans les habitats peu profonds de la zone littorale ( $< 0.5$  mètres), dans les lacs contenant du Meunier noir au mois de juin et juillet 1989 ( $t = 5.066$ ,  $p < 0.05$ ;  $t = 3.107$ ,  $p < 0.05$ ; Tableau 4). Par contre au mois d'août, les ventres rouges n'étaient pas significativement plus abondants dans la zone littorale des lacs à Meunier noir ( $t = 2.058$ ,  $p > 0.05$ ). Même si à l'intérieur de la zone littorale, les ventres rouges avaient tendance à être plus abondants dans la zone à couvert fort, nous n'avons observé aucune différence significative entre les deux communautés ( $p > 0.05$ ; Tableau 4).

Tableau 4. Abondance (n) et pourcentage des ventres rouges du nord capturés à l'aide de nasses à ménés dans la zone littorale des lacs étudiés, 1989. Valeurs moyennes  $\pm$  1 écart-type.

Campagne	Nombre de lacs (ou périodes)	Nombre d'individus	Couvert faible (%)	Couvert fort (%)
Lacs à Ouble de fontaine				
Juin 1989	4	48.1 $\pm$ 14.0	65.8 $\pm$ 19.4	34.2 $\pm$ 19.4
Juillet 1989	4	5.7 $\pm$ 4.1	30.0 $\pm$ 19.3	70.0 $\pm$ 19.3
Août 1989	3	17.7 $\pm$ 21.2	28.6 $\pm$ 15.7	71.4 $\pm$ 15.7
Pour l'ensemble	3	23.8 $\pm$ 21.9	41.5 $\pm$ 21.1	58.5 $\pm$ 21.1
Lacs à Ouble de fontaine et Meunier noir				
Juin 1989	5	142.5 $\pm$ 42.7	39.8 $\pm$ 19.9	60.2 $\pm$ 19.9
Juillet 1989	5	41.0 $\pm$ 33.3	19.9 $\pm$ 14.4	80.1 $\pm$ 14.4
Août 1989	5	53.3 $\pm$ 35.5	13.8 $\pm$ 19.4	86.2 $\pm$ 19.4
Pour l'ensemble	3	78.9 $\pm$ 55.4	24.5 $\pm$ 13.6	75.5 $\pm$ 13.6

#### Distribution entre les zones littorale et pélagique.

Nous n'avons observé aucune différence significative dans l'abondance des individus ni dans la proportion des individus retrouvés à chacune des stations entre les deux communautés étudiées ( $p > 0.05$ , Tableau 5). Globalement les filets monofilaments ont été beaucoup moins efficace (prises par unité d'effort) que les filets multifilaments (Tableau 5 versus Tableau 3). Pour l'ensemble des deux communautés les filets monofilaments ont capturés 62% des ventres rouges du nord dans les stations 0.5 mètre et 1.0 mètre de profondeur, 32% à la station 2 mètres et 6% à la station 4 mètres.

#### 4.3 Distribution spatiale de l'Ombre de fontaine.

L'abondance relative des ombles de fontaine ainsi que la proportion des individus capturés à chacune des stations n'étaient pas significativement différentes entre les deux communautés étudiées ( $p > 0.05$ ; Tableau 6). Une moyenne de 26.8 ombles de fontaine ont été capturés par campagne, par lac. Pour l'ensemble des campagnes, 43% des individus ont été capturés dans 0-2 mètres de profondeur contre 57% dans la zone 0-4 mètres (Tableau 6).



Tableau 5. Abondance (n) et pourcentage des ventres rouges du nord capturés à différentes stations dans les lacs étudiés (filets monofilaments); 1989. Valeurs moyennes  $\pm$  1 écart-type.

Campagne	Nombre de lacs (ou périodes)	Nombre d'individus	Station <sup>(1)</sup>			
			0.5 m	1.0 m	2.0 m	4.0 m
Lacs à Omble de fontaine						
Juin 1989	5	49.4 ± 25.4	30.8 ± 16.5	25.8 ± 13.4	40.6 ± 27.6	3.0 ± 3.7
Juillet 1989	5	16.6 ± 14.7	25.0 ± 23.1	40.8 ± 25.2	30.0 ± 14.7	4.5 ± 5.3
Août 1989	5	16.9 ± 16.6	21.7 ± 16.3	36.0 ± 27.5	35.0 ± 47.7	7.7 ± 8.6
Pour l'ensemble	3	27.6 ± 18.9	25.8 ± 4.6	34.2 ± 7.7	35.2 ± 5.3	5.1 ± 2.4
Lacs à Omble de fontaine et Meunier noir						
Juin 1989	5	80.7 ± 63.9	29.5 ± 6.2	42.3 ± 7.1	23.5 ± 10.1	5.3 ± 5.9
Juillet 1989	5	28.7 ± 34.5	9.0 ± 1.4	42.0 ± 18.4	45.5 ± 14.8	3.5 ± 2.1
Août 1989	5	12.9 ± 10.1	30.7 ± 16.3	38.0 ± 9.8	19.3 ± 9.6	12.3 ± 13.1
Pour l'ensemble	3	40.8 ± 35.5	23.1 ± 12.2	40.8 ± 2.4	29.4 ± 14.1	7.0 ± 4.6

1: Seuls les lacs où les captures ont été supérieures à dix ont été considérés dans le calcul des moyennes (Voir annexe 3).

Tableau 6. Abondance relative (n) et pourcentage des ombles de fontaine capturés dans la zone pélagique (> 2 m de profondeur) des lacs étudiés, 1988. Valeurs moyennes  $\pm$  1 écart-type.

Campagne	Nombre de lacs	Nombre d'individus	Station 2 m (%)	Station 4 m (%)
Lacs à Omble de fontaine				
Juin 1988	5	36.4 $\pm$ 31.1	49.0 $\pm$ 11.2	51.0 $\pm$ 11.2
Juillet 1988	5	18.6 $\pm$ 9.3	39.8 $\pm$ 26.5	60.2 $\pm$ 26.5
Lacs à Omble de fontaine et Meunier noir				
Juin 1988	4	26.5 $\pm$ 6.8	42.8 $\pm$ 10.4	57.3 $\pm$ 10.4
Juillet 1988	4	25.6 $\pm$ 9.6	41.8 $\pm$ 8.5	58.3 $\pm$ 8.5

#### 4.4 Ressource alimentaire.

Le nombre d'organismes zooplanctoniques avait une tendance à être plus élevé en zone pélagique qu'en zone littorale (Tableau 7) mais ces différences n'étaient pas significatives ( $p > 0.05$ ). Les variations d'abondance entre les zones littorale (0.5 mètre) et pélagique (2.0 mètres) semblaient plus importantes dans les lacs à Omble de fontaine que dans les lacs à Omble de fontaine et Meunier noir.

En zone pélagique, Daphnia sp avait tendance à être moins abondant dans les lacs contenant du Meunier noir (Tableau 7). Ce résultat serait causé par la plus grande prédation de l'Ombre de fontaine sur les cladocères comme Daphnia sp et Holopedium sp dans les lacs à Meunier noir (Magnan 1988, Lacasse et Magnan 1992).

La taille moyenne des principaux cladocères était comparable dans les lacs des deux communautés ( $p > 0.05$ ; Tableau 7).

#### 4.5 Alimentation des ventres rouges du nord.

Les proies consommées par les ventres rouges du nord étaient constituées en majorité de cladocères, en l'occurrence de Daphnia sp et de Holopedium sp (Tableau 8). Le zoobenthos ainsi que les insectes terrestres ne

Tableau 7. Abondance relative (nb. d'indiv./m<sup>3</sup>) et taille (mm) des principaux cladocères retrouvés dans les lacs étudiés, 1989. Valeurs moyennes  $\pm$  1 écart-type et nombre de lacs entre parenthèses.

Taxon	Lacs à Omble de fontaine		Lacs à Omble de fontaine et à Meunier noir	
	0.5 m	2.0 m	0.5 m	2.0 m
<u>Abondance relative</u>				
<u>Bosmina</u>	17.4 $\pm$ 18.9 (5)	172.4 $\pm$ 369.34 (5)	92.8 $\pm$ 173.7 (4)	77.8 $\pm$ 71.8 (5)
<u>Daphnia</u>	1.0 $\pm$ 1.16 (4)	14.2 $\pm$ 12.72 (5)	0.8 $\pm$ 0.5 (4)	5.2 $\pm$ 6.9 (5)
<u>Diaphanosoma</u>	3.60 $\pm$ 6.43 (5)	13.8 $\pm$ 18.3 (5)	2.0 $\pm$ 2.3 (4)	14.0 $\pm$ 17.9 (5)
<u>Polyphemus</u>	1.4 $\pm$ 2.61 (5)	5.6 $\pm$ 5.0 (5)	0.8 $\pm$ 1.5 (4)	0.6 $\pm$ 0.6 (5)
Autre <sup>1</sup>	3.0 $\pm$ 4.0 (5)	2.8 $\pm$ 3.0 (5)	1.5 $\pm$ 2.4 (4)	1.6 $\pm$ 2.6 (5)
<u>Taille</u>				
<u>Bosmina</u>	0.3 $\pm$ 0.1 (5)	0.32 $\pm$ 0.1 (5)	0.3 $\pm$ 0.1 (4)	0.3 $\pm$ 0.1 (5)
<u>Daphnia</u>	1.2 $\pm$ 0.4 (4)	0.9 $\pm$ 0.3 (5)	0.7 $\pm$ 0.3 (4)	0.8 $\pm$ 0.2 (5)
<u>Diaphanosoma</u>	0.6 $\pm$ 0.4 (5)	0.6 $\pm$ 0.2 (5)	0.8 $\pm$ 0.1 (4)	0.6 $\pm$ 0.1 (5)
<u>Polyphemus</u>	0.5 $\pm$ 0.1 (5)	0.6 $\pm$ 0.2 (5)	0.6 $\pm$ 0.1 (4)	0.8 $\pm$ 0.3 (5)
Autre <sup>1</sup>	1.0 $\pm$ 0.8 (5)	1.8 $\pm$ 1.5 (5)	0.9 $\pm$ 1.0 (4)	0.6 $\pm$ 0.4 (5)

1: Autre: Copepoda, Ceriodaphnia, Leptodora, Diaphanosoma, Sida, Chaoborus.

Tableau 8. Fréquence numérique (%) des proies retrouvées dans les contenus stomacaux des ventres rouges du nord dans les lacs à Omble de fontaine et dans les lacs à Omble de fontaine et à Meunier noir. O.F.; Omble de fontaine. M.N.; Meunier noir.

	0.5 mètre		2.0 mètres	
	<u>O.F.</u>	<u>O.F. + M.N.</u>	<u>O.F.</u>	<u>O.F. + M.N.</u>
Nb de lacs	5	4	5	4
Nb de proies	784	2014	2266	2673
Zooplankton				
<u>Daphnia</u>	42.74 ± 25.35a	72.05 ± 24.83	61.90 ± 27.89	76.43 ± 15.24
<u>Holopedium</u>	11.84 ± 15.20	7.85 ± 14.20	6.82 ± 9.46	6.23 ± 10.97
<u>Cladocera</u>	19.66 ± 23.64	7.88 ± 11.98	15.72 ± 21.52	7.38 ± 10.52
<u>Polyphemus</u>	7.80 ± 17.44	2.25 ± 4.50	1.16 ± 2.59	3.05 ± 5.33
<u>Bosmina</u>	0.12 ± 0.27	4.55 ± 8.90	-	3.23 ± 3.42
Autres	4.72 ± 4.30	1.95 ± 1.82	4.10 ± 7.08	1.65 ± 0.98
Total	86.98 ± 6.67	96.53 ± 1.93	89.70 ± 12.15	97.95 ± 1.17
Zoobenthos	10.65 ± 6.60	1.30 ± 0.57	3.94 ± 4.62	1.65 ± 0.97
Insectes terrestres	1.72 ± 2.06	2.08 ± 1.45	3.44 ± 5.84	0.33 ± 0.25

Autres: Copepoda, Ceriodaphnia, Leptodora, Diaphanosoma, Sida, Chaoborus

a: Ecart-type

représentaient qu'une faible proportion des proies ingérées par les ventres rouges du nord (sauf la station 0.5 mètre des lacs à Omble de fontaine).

L'alimentation des ventres rouges du nord varie selon qu'ils sont en présence d'Ombles de fontaine seulement ou d'Ombles de fontaine et de Meunier noir. On observe une augmentation de la fréquence numérique de Daphnia sp et de Bosmina sp ainsi qu'une diminution des cladocères et de la catégorie "autres" dans les lacs contenant du Meunier noir (Tableau 8). Le genre Polyphemus semble subir une prédation plus intense dans la zone pélagique des lacs contenant du Meunier noir comparativement aux lacs à Omble de fontaine (Tableau 8).

La longueur des principales proies était moins élevée dans les contenus stomacaux des ventres rouges retrouvés en sympatrie avec de l'Ombles de fontaine et du Meunier noir que dans les lacs à Omble de fontaine à l'exception du genre Bosmina (Tableau 9).

#### 4.6 Taille des ventres rouges du nord.

Nous n'avons observé aucune différence significative dans la taille moyenne des ventres rouges du nord entre les deux communautés étudiées ni entre les deux types de couverts dans la zone littorale ( $p > 0.05$ ; Tableau 10).

Tableau 9. Longueur moyenne (mm  $\pm$  1 écart-type) des proies retrouvées dans les contenus stomacaux des ventres rouges du nord dans les lacs à Omble de fontaine et dans les lacs à Omble de fontaine et à Meunier noir. OF; Omble de fontaine. MN; Meunier noir.

	0.5 mètre		2.0 mètres	
	<u>OF</u>	<u>OF+MN</u>	<u>OF</u>	<u>OF+MN</u>
Nb de lacs	5	4	5	4
<u>Daphnia</u>	1.44 $\pm$ 0.16	1.33 $\pm$ 0.26	1.62 $\pm$ 0.08	1.35 $\pm$ 0.29
<u>Holopedium</u>	0.85 $\pm$ 0.17	0.57 $\pm$ 0.32	0.83 $\pm$ 0.10	0.64 $\pm$ 0.10
<u>Polyphemus</u>	1.21	0.55	1.29	0.55 $\pm$ 0.04
<u>Bosmina</u>	0.40	0.47 $\pm$ 0.09	-	0.48 $\pm$ 0.08

Tableau 10. Longueur moyenne (mm)  $\pm$  1 écart-type des ventres rouges du nord capturés dans les nasses à ménés dans la zone littorale des lacs étudiés, 1989.

Campagne	Nombre de lacs (ou périodes)	Couvert faible	Couvert fort
Lacs à Omble de fontaine			
Juin 1989	5	53.5 $\pm$ 0.6 (500)	53.8 $\pm$ 1.3 (301)
Juillet 1989	5	50.9 $\pm$ 1.5 (132)	51.4 $\pm$ 0.7 (137)
Août 1989	5	53.4 $\pm$ 2.5 (329)	51.9 $\pm$ 0.6 (151)
Pour l'ensemble	3	52.6 $\pm$ 1.5 (961)	52.4 $\pm$ 1.3 (589)
Lacs à Omble de fontaine et Meunier noir			
Juin 1989	5	53.6 $\pm$ 4.5 (500)	53.4 $\pm$ 3.9 (442)
Juillet 1989	5	51.0 $\pm$ 3.4 (277)	52.0 $\pm$ 3.2 (458)
Août 1989	5	52.2 $\pm$ 2.4 (253)	52.4 $\pm$ 2.5 (462)
Pour l'ensemble	3	52.3 $\pm$ 1.3 (1030)	52.6 $\pm$ 0.7 (1362)



## 5.0 DISCUSSION

### 5.1 Prédation du Ventre rouge du nord par l'Ombre de fontaine

L'augmentation du pourcentage d'occurrence des ventres rouges dans les contenus stomacaux des ombles de fontaine vivant en sympatrie avec le Meunier noir indique un plus grand risque de prédation sur le Ventre rouge du nord dans ce type de communauté. Les résultats de Lachance et Magnan (1990b), East et Magnan (1991) ainsi que Lacasse et Magnan (1992) confirment également que les ombles de fontaine consommaient plus de ventres rouges du nord lorsqu'ils étaient en sympatrie avec le Meunier noir et (ou) le Mulet à cornes (Tableau 11).

La compétition apportée par le Meunier noir semble être le facteur clef dans cette modification du régime alimentaire de l'Ombre de fontaine (Magnan 1989). Le Meunier noir se nourrit, tout comme l'Ombre de fontaine, de benthos et ce, plus efficacement à cause de sa morphologie buccale (Magnan 1989, Tremblay et Magnan 1991). Celui-ci force donc l'Ombre de fontaine à déplacer sa niche alimentaire du zoobenthos au zooplancton (Magnan 1988, Tremblay et Magnan 1991, Lacasse et Magnan 1992). Le zooplancton est lui-même moins avantageux au niveau énergétique que le zoobenthos (Hanson et Legget 1986). Dans cette situation, le Ventre

Tableau 11. Pourcentage moyen ( $\pm 1$  écart-type) du poids des ventres rouges du nord dans l'alimentation de l'Ombre de fontaine. OF: Ombre de fontaine; MN: Meunier noir; MC: Mulet à cornes. Le nombre de lacs échantillonnés est inscrit entre parenthèses.

Référence	Communauté	Pourcentage moyen du poids des poissons-proies
Lachance et Magnan 1990b	OF	2.4 $\pm$ 4.8 (4)
	OF + MN	19.1 $\pm$ 11.1 (4)
East et Magnan 1991	OF	3.4 $\pm$ 5.7 (22)
	OF + MC	7.2 $\pm$ 9.7 (14)
Lacasse et Magnan 1992	OF	1.0 $\pm$ 1.8 (12)
	OF + MC	9.6 $\pm$ 13.8 (12)
	OF + MN	6.6 $\pm$ 13.2 (13)

rouge du nord pourrait constituer une proie plus rentable en termes énergétiques pour l'Ombre de fontaine vivant en sympatrie avec le Meunier noir. Il serait donc plus avantageux pour l'Ombre de fontaine d'augmenter sa prédation sur le Ventre rouge du nord quand il vit en sympatrie avec le Meunier noir. En situation allopatrique, l'absence de compétition par le Meunier noir ferait en sorte qu'il serait plus avantageux pour l'Ombre de fontaine de se nourrir de zoobenthos plutôt que de ventres rouges du nord. Engen et al. (1988) ont apporté des évidences théoriques et empiriques que la valeur relative des proies pouvait varier en présence ou en l'absence de compétiteur.

On peut également supposer qu'en présence du Meunier noir, l'Ombre de fontaine et le Ventre rouge du nord, s'alimentant alors sur la même ressource (le zooplancton), auraient des interactions plus fréquentes dues à un recouvrement spatiale qui favoriserait alors une plus grande prédation des ombles de fontaine sur les ventres rouges du nord. Cependant ce facteur pourrait être contrebalancé par le fait que la population d'ombles de fontaine diminue de près de la moitié lorsqu'elle est en présence de Meunier noir (Magnan 1988). Egalement, les ventres rouges du nord ne se retrouvent pas nécessairement au même endroit, au même moment, que les ombles de fontaine (Naud et Magnan 1988).

## 5.2 Distribution spatiale du Ventre rouge du nord

Face à une pression de prédation plus élevée dans les lacs contenant du Meunier noir, les ventres rouges du nord semblent modifier leur comportement de migration journalière afin de minimiser le risque de prédation exercé par l'Ombre de fontaine. Nos résultats indiquent que les ventres rouges du nord diminuent l'amplitude de leurs migrations dans la zone pélagique aux mois de juin et juillet dans les lacs contenant du Meunier noir, comparativement aux lacs contenant seulement de l'Ombre de fontaine puisqu'un moins grand nombre de ventres rouges ont été capturés en zone pélagique et un plus grand nombre en zone littorale dans les lacs contenant du Meunier noir. L'avantage lié à cette modification du comportement résulterait en la diminution du risque de prédation en demeurant dans un habitat plus sécuritaire. Il y a cependant un coût associé à ce type de choix; bien que plus sécuritaires, ces habitats abritent une faune zooplantonique moins abondante et sont constitués d'individus de plus petite taille qu'en milieu pélagique. Naud et Magnan (1988) ont observé que le zooplancton, particulièrement les genres Daphnia et Holopedium qui sont les proies principalement sélectionnées par les ventres rouges du nord, étaient plus abondants en zone pélagique qu'en zone littorale d'un lac à Ombre de fontaine, le lac Vautour. Les stratégies

des ventres rouges du nord seraient donc de diminuer la qualité de leur alimentation pour subir une pression de prédation plus faible, en accord avec la théorie de la balance optimale entre le risque de prédation et l'alimentation ("optimal foraging"; Dill 1983).

Tremblay et Magnan (1991) ont observé une augmentation de la fréquence numérique des poissons dans les contenus stomacaux des ombles de fontaine du lac Vautour en 1985 vers la fin de la saison estivale. Il semblerait selon ces auteurs que la diminution de la ressource alimentaire tant au niveau du zooplancton qu'au niveau du zoobenthos soit un facteur causant l'augmentation de la prédation du Ventre rouge du nord par l'Ombre de fontaine à cette période. Il semble donc que dans les lacs à Ombre de fontaine, le Ventre rouge du nord diminuerait l'amplitude de sa migration vers la zone pélagique afin d'éviter la prédation par l'Ombre de fontaine en Août. Ainsi, dans les lacs à Ombre de fontaine, les ventres rouges du nord se retrouveraient dans une situation semblable à ceux vivant dans les lacs à Ombre de fontaine et à Meunier noir. Par conséquent, à la fin de l'été, les ventres rouges se réfugient dans la zone littorale dans les deux types de communautés.

Les résultats des captures des ventres rouges du nord au filet maillant (stations 0.5 mètre, 1 mètre, 2 mètres et 4 mètres) semblent montrer que les ventres rouges du nord ne modifient pas l'amplitude de leur migration dans les deux

types de communauté puisqu'aucune différence significative n'a été observée (Tableau 5). Il faut cependant se rappeler que peu d'individus ont été capturés avec ces engins de pêche à cause surtout du fait que les ventres rouges du nord lorsqu'ils migrent vers la zone pélagique cessent de se déplacer en banc et se dispersent (Naud et Magnan 1988). La faible efficacité des filets monofilaments entre en ligne de compte dans ces résultats.

### 5.3 Choix des habitats en zone littorale

L'augmentation de la pression de prédation dans les lacs contenant du Meunier noir semble entraîner les ventres rouges du nord à sélectionner des habitats littoraux offrant un couvert efficace contre les prédateurs. Même si les ventres rouges du nord avaient tendance à être plus abondant dans les lacs à couvert fort dans les lacs contenant du Meunier noir, nous n'avons observé aucune différence significative entre les deux communautés étudiées. Cependant, des erreurs de type II (acceptation erronée de  $H_0$ ) sont plus fréquentes dans les expériences à faible facteur de puissance résultant d'une petite taille d'échantillon (Peterman 1990). En effet, nos comparaisons étaient généralement basées sur cinq lacs à Omble de fontaine versus cinq lacs à Omble de fontaine et Meunier noir ou sur trois campagnes d'échantillonnage.

East et Magnan (1991) ont démontré qu'en présence de couvert, le succès de prédation de l'Ombre de fontaine sur le Ventre rouge du nord accusait une baisse significative. Les poissons seraient capables d'évaluer l'importance du couvert et de choisir celui qui convient pour une pression de prédation donnée (Gotceitas et Colgan 1987, Savino et Stein 1989a,b). Les résultats observés dans la présente étude ne semblent pas confirmer ceux de la littérature puisque les individus utilisent le couvert dense dans les mêmes proportions entre les deux types de communauté. Il faut préciser cependant que ces résultats ont été mesurés en milieu naturel et non en milieu contrôlé. Cette distinction est importante car il est possible qu'en laboratoire, les proies réagissent plus fortement qu'en milieu naturel considérant que les interactions sont artificielles et permettent de maximiser les réponses comportementales (Butler 1988). Tonn et al. (1989) ont observé une variation dans le comportement des carassins (Carassius carassius) en laboratoire et en milieu naturel face à une variation de l'intensité de la pression de prédation.

#### 5.4 Alimentation du ventre rouge du nord

Abraham et Dill (1989) ont pu déterminer le coût énergétique associé au comportement anti-prédateur de guppys (Poecilia reticulata) selon différents niveaux de prédation.

Dans la présente étude, il est difficile de déterminer ce coût par cette méthode car la taille individuelle des organismes zooplanctoniques varient entre les deux types de communauté. Quoique les genres dominants sont les mêmes dans les deux communautés, les proportions représentées par ces genres semblent différentes. L'augmentation de la prédation de l'Ombre de fontaine sur la ressource zooplanctonique pourrait être responsable de la modification de cette communauté, comparativement à celle des lacs ne contenant pas de Meunier noir (Magnan 1988). Ainsi, les différences observées dans l'alimentation des ventres rouges du nord pourraient être le résultat de la modification de la communauté zooplanctonique par l'Ombre de fontaine dans les lacs en présence de meuniers noirs et non de la modification du comportement alimentaire des ventres rouges du nord. Comme hypothèse alternative, il est possible que la modification de l'alimentation des ventres rouges du nord puisse être le résultat d'un changement de comportement alimentaire induit par l'augmentation de la pression de prédation par l'Ombre de fontaine. En effet nous avons observé que les individus vivant en sympatrie avec les meuniers noirs consommaient des proies de plus petite taille et en quantité inférieure que ceux vivant en allopatrie. Pour diminuer son risque de prédation le Ventre rouge du nord pourrait modifier une partie de son alimentation en condition sympatrique.



### 5.5 Taille des ventres rouges du nord selon les habitats dans la zone littorale

Les ventres rouges du nord n'atteignent pas, contrairement aux crapets (Mittelbach et Chesson 1987) une taille suffisamment élevée pour éviter la prédation par l'Ombre de fontaine. C'est peut-être la raison pour laquelle on ne retrouve pas de ségrégation de classes de taille distinctes dans la zone littorale des lacs à Ombre de fontaine et ceux contenant de l'Ombre de fontaine et du Meunier noir car ils sont tous vulnérables à la prédation par l'Ombre de fontaine.

Les individus se retrouvent dans les couverts faibles peut-être à cause d'une compétition intraspécifique au niveau de l'espace ou de la nourriture avec les ventres rouges utilisant les zones à couvert dense. D'autres études seront nécessaires pour démontrer ces hypothèses. Il semble bel et bien cependant que le choix des habitats protégés ou non n'est pas fonction de la taille individuelle.

## 6.0 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abrahams, M.V. et L.M. Dill. 1989. A determination of the energetic equivalence of the risk of predation. *Ecology* 70: 999-1007.
- Bohl, E. 1980. Diel patterns of pelagic distribution and feeding in planktivorous fishes. *Oecologia* 44: 368-375.
- Butler, M.J. 1989. In situ observations of bluegill (Lepomis macrochirus Raf) foraging behavior: the effects of habitat complexity, group size and predators. *Copeia*: 939-944.
- Cerri, R.D. et D.F. Fraser. 1983. Predation risk in foraging minnows: balancing conflicting demand. *Am. Nat.* 121: 552-561.
- Diamond, J.M. 1986. Overview: Laboratory experiments, field experiments, and natural experiments, p. 3-22 In Community ecology, édité par J.M. Diamond et T.J. Case, Harper & Row, New York.
- Dill, L.M. 1983. Adaptive flexibility in the foraging behavior of fishes associations: accident or adaptation?. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 398-408.
- Dill, L.M. 1987. Animal decision making and its ecological consequences: the future of aquatic ecology and behaviour. *Can. J. Aquat. Sci.* 65: 803-811.

- Dill, L.M. et A. H.G. Fraser. 1984. Risk of predation and the feeding behavior of juvenile coho salmon (Oncorhynchus kisutch). Behav. Ecol. Sociobiol. 16: 65-71.
- East, P. et P. Magnan. 1991. Some factors regulating piscivory of brook trout Salvelinus fontinalis, in lakes of the Laurentian Shield. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 1735-1743.
- Emery, A.R. 1973. Preliminary comparisons of day and night habits of freshwater fish in Ontario. J. Fish. Res. Board Can. 30: 761-774.
- Engen, S., B.E. Saether et N.C. Stenseth. 1988. The effect of competition on the ranking of food items. Am. Nat. 132: 629-642.
- Fraser, D.F. et F.A. Huntingford. 1986. Feeding and avoiding predation hazard: the behavioral response of the prey. Ethology 73: 56-68.
- Fraser, D.F. et T.N. Mottolese. 1984. Discrimination and avoidance reactions toward predatory and non predatory fish by blacknose dace (Rhinichthys atratulus) (Pisces, Cyprinidae). Z. Tierpsychol. 66: 89-100.
- Gilliam, J.F. et D.F. Fraser. 1987. Habitat selection under predation hazard: test of a model with foraging minnows. Ecology 68: 1856-1863.
- Godin, J.G.J. 1986. Risk of predation and foraging behaviours in shoaling banded killifish (Fundulus diaphanus). Can. J. Zool. 64: 1675-1678.

- Godin, J.G.J. et M.J. Morgan. 1985. Predator avoidance and school size in a cyprinodontid fish, the banded killifish (Fundulus diaphanus Lesueur). Behav. Ecol. Sociobiol. 16: 105-110.
- Gotceitas, V. et P.W. Colgan. 1987. Selection between densities of artificial vegetation by young bluegills avoiding predation. Trans. Am. Fish. Soc. 116: 40-49.
- Grossman, G.D., P.B. Moyle et J.O. Whittaker, Jr. 1980. Stochasticity in structural and functional characteristics of an Indiana stream fish assemblage: a test of community theory. Amer. Naturalist 120: 423-454.
- Hanson, J.M. et W.C. Leggett. 1986. Effect of competition between two freshwater fishes on prey consumption and abundance. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 1363-1372.
- Hanych, D.A., M.R. Ross, R.E. Magnien et A.L. Suggars. 1983. Nocturnal inshore movements of the mimic shiner (Notropis volucellus): a possible predator avoidance behavior. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 888-894.
- Hall, D.J., E.E. Werner, J.F. Gilliam, G.G. Mittelbach, D. Howard, C.G. Doner, J.A. Dickerman et A.J. Stewart. 1979. Diel foraging behavior and prey selection in the golden shiner (Notemigonus crysoleucas). J. Fish. Res. Board Can. 36: 1029-1039.
- Hall, S.J., C.S. Wardle et D.N. McLennon. 1986. Predator evasion in a fish school: test of a model for the fountain effect. Mar. Biol. 91: 143-148.

- Helfman, G.S. 1979. Twilight activities of yellow perch, Perca flavescens. J. Fish. Res. Board Can. 36: 173-179.
- Helfman, G.S. 1981. Twilight activities and temporal structure in a freshwater fish community. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 1405-1420.
- Helfman, G.S., J.L. Meyer et W.N. McFarland. 1982. The ontogeny of twilight migration patterns in grunts (Pisces, Haemulidae). Anim. Behav. 30: 317-326.
- Hobson, E.S. 1973. Diel feeding migrations in tropical reef fishes. Helgolander wiss. Meeresunters. 24: 361-370.
- Kotler, B.P. 1984. Risk of predation and the structure of desert rodent communities. Ecology 65: 689-701.
- Lacasse, S. et P. Magnan. 1992. Biotic and abiotic determinants of the diet of brook trout, Salvelinus fontinalis, in lakes of the Laurentian Shield. Can. J. Fish. Aquat. Sci. (sous presse).
- Lachance, S. et P. Magnan. 1990a. Performance of domestic, hybrid and wild strains of brook trout Salvelinus fontinalis, after stocking: the impact of intra- and interspecific competition. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 2278-2284.
- Lachance, S. et P. Magnan. 1990b. Comparative ecology and reproductive potential of wild, domestic and hybrid strains of brook trout, Salvelinus fontinalis, after stocking. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 2285-2292.

- Magnan, P. 1988. Interactions between brook charr, Salvelinus fontinalis, and nonsalmonid species: ecological shift, morphological shift, and their impact on zooplankton communities. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 999-1009.
- Magnan, P. 1989. The impact of cyprinid and catostomid introductions on brook charr, Salvelinus fontinalis, populations: a review. Physiol. Ecol. Japan: 337-356.
- Magnan, P. 1991. Unrecognized behavior and sampling limitations can bias field data. Env. Biol. Fish. 31: 403-406.
- Magnan, P. et G.J. FitzGerald. 1982. Resource partitioning between brook trout (Salvelinus fontinalis Mitchill) and creek chub (Semotilus atromaculatus Mitchill) in selected oligotrophic lakes of southern Quebec. Can. J. Zool. 60: 1612-1617.
- Magnan, P. et G.J. FitzGerald. 1984a. Mechanisms responsible for the niche shift of brook charr, Salvelinus fontinalis Mitchill, when living sympatrically with creek chub, Semotilus atromaculatus Mitchill. Can. J. Zool. 62: 1548-1555.
- Magnan, P. et G.J. FitzGerald. 1984b. Ontogenic changes in diel activity, food habits and spatial distribution of juvenile and adult creek chub, Semotilus atromaculatus. Env. Biol. Fish. 11: 301-307.

- Mittelbach, G.G. 1981. Foraging efficiency and body size: a study of optimal diet and habitat use by bluegills. *Ecology* 62: 1370-1386.
- Mittelbach, G.G. et P.L. Chesson. 1987. Predation risk: indirect effects on fish population. 315-332. In W.C. Kerfoot et A. Sih, éditeurs. *Predation: direct and indirect impacts on aquatic communities*. University Press of New-England, Hanover, New Hampshire, USA.
- Morin, P.J. 1988. Effects of vertebrate predation on zooplankton community composition. *Animal and Plant Sciences* 1: 5-8.
- Morgan, M.J. 1988. The influence of hunger, shoal size and predator presence on foraging in Bluntnose Minnows. *Anim. Behav.* 36: 1317-1322.
- Morgan, M.J. et J.G.J. Godin. 1985. Antipredator benefits of schooling behaviour in a cyprinodontid fish, the banded killifish (Fundulus diaphanus). *Z Tierpsychol.* 70: 236-246.
- Naud, M. et P. Magnan. 1988. Diel onshore-offshore migrations in northern redbelly dace, Phoxinus eos (Cope), in relation to prey distribution in a small oligotrophic lake. *Can. J. Zool.* 66: 1249-1253.
- Partridge, B.L. 1982. The structure and function of fish schools. *Sci. Amer.* 246: 114-123.

- Persson, L. A field experiment of the effects of interspecific competition from roach, Rutilus rutilus (L.), on age at maturity and gonad size in perch, Perca fluviatilis L. J. Fish Biology 37; 899-906.
- Peterman, R.M. 1990. Statistical power analysis can improve fisheries research and management. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 2-15.
- Pitcher, T.J. 1983. Heuristic definitions of shoaling behaviour. Anim. Behav. 31: 611-613.
- Pitcher, T.J. 1986. Predators and food are the keys to understanding fish shoals: a review of recent experiments. Naturaliste can. (Rev. Ecol. Syst.) 113: 225-233.
- Pitcher, T.J. et A.E. Magurran. 1983. Shoal size, patch profitability and information exchange in foraging goldfish. Behav. Ecol. Sociobiol. 31: 546-555.
- Pitcher, T.J., D.A. Green et A.E. Magurran. 1986. Dicing with death: predator inspection behaviour in minnow shoals. J. Fish. Biol. 28: 439-448.
- Power, M.E., W.J. Mathews et P.J. Stewart. 1985. Grazing minnows, piscivorous bass and stream algae: dynamics of a strong interaction. Ecology 66: 1448-1456.
- Rahel, F.J. et R.A. Stein. 1988. Complex predator-prey interactions and predator intimidation among crayfish, piscivorous fish, and small benthic fish. Oecologia 75: 94-98.



- Savino, J.F. et R.A. Stein. 1989a. Behavioural interactions between fish predators and their prey: effects of plant density. *Anim. Behav.* 37: 311-321.
- Savino, J.F. et R.A. Stein. 1989b. Behavior of fish predators and their prey: habitat choice between open water and dense vegetation. *Environ. Biol. Fishes* 24: 287-293.
- Shaw, E. 1978. Schooling fishes. *American Scientist* 66: 166-175.
- Sih, A. 1987. Predators and prey lifestyles: and evolutionary and ecological overviews. In Predation: direct and indirect impacts on aquatic communities. Edited by W.C. Kerfoot and A. Sih. University Press of New-England, Hanover, N. H. pp 203-204.
- Stephens, D.W. et J.R. Krebs. 1986. Foraging theory. Princeton University Press, Princeton, NJ. 247 p.
- Tonn, W.M. et C.A. Paszkowski. 1987. Habitat use of the central mudminnow (Umbra limi) in Umbra-Perca assemblages: the roles of competition, predation, and the abiotic environment. *Can. J. Zool.* 65: 862-870.
- Tonn, W.M., C.A. Paszkowski et I.J. Holopainen. 1989. Responses of crucian carp population to differential predation pressure in a manipulated pond. *Can. J. Zool.* 67: 2841-2849.

- Tremblay, S. et P. Magnan. 1991. Dynamic of interactions between two distantly related species; brook charr (Salvelinus fontinalis) and white sucker (Catostomus commersoni). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 857-867.
- Werner, E.E. 1986. Species interactions in freshwater fish communities, p. 344-358 In J. Diamond and T.J. Case (éd). Community ecology. Harper and Row, New York, NY.
- Werner, E.E., G.G. Mittelbach, D.J. Hall et J.F. Gilliam. 1983a. Experimental tests of the effects of optimal habitat use in fish: the role of relative habitat profitability. Ecology 64: 1525-1539.
- Werner, E.E., J.F. Gilliam, D.J. Hall et G.G. Mittelbach. 1983b. An experimental test of the effects of predation risk on habitat use. Ecology 64: 1540-1548.
- Williamson, C.E., M.E. Stoeckel et L.J. Schoeneck. 1989. Predation risk and the structure of freshwater zooplankton communities. Oecologia 79: 76-82.
- Wurtsbaugh, W. et H. Li. 1985. Diel migrations of a zooplanktivorous fish (Membra beryllina) in relation to the distribution of its prey in a large eutrophic lake. Limnol. Oceanogr. 30: 565-576.
- Zar, J.H. 1974. Biostatistical analysis. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, N. J.. 620p.

Annexe 1: Abondance (n) et pourcentage des ventres rouges du nord et des ombles de fontaine capturés au filet maillant dans les lacs étudiés.

Juin 1988

Communauté Lac	Ventre rouge du nord			Omble de fontaine		
	n	2 $\pm$ <sup>(1)</sup> (%)	4 $\pm$ <sup>(1)</sup> (%)	n	2 $\pm$ <sup>(1)</sup> (%)	4 $\pm$ <sup>(1)</sup> (%)
Lacs à Omble de fontaine						
Bondi	97	98	2	25	40	60
Charme	69	90	10	20	50	50
Diablos	48	42	58	15	67	33
Osborn	637	80	20	31	39	61
Vautour	27	44	56	91	49	51
Tous les lacs	5	70.8 (26.2)	29.2 (26.2)	5	49.0 (11.2)	51.0 (11.2)
Lacs à Omble de fontaine et Meunier noir						
Plouf	25	72	28	28	46	54
Sans-nom	3	0	100	33	42	58
Sauterelle	49	69	31	28	54	46
Vert	97	53	47	17	29	71
Tous les lacs	3	64.7 (10.2)	35.3 (10.2)	4	42.8 (10.4)	57.3 (10.4)

1: Seuls les lacs où les captures ont été supérieures à dix ont été considérés dans le calcul des moyennes.

## Annexe 1: (suite)

Août 1988						
Communauté Lac	Ventre rouge du nord			Omble de fontaine		
	n	2 m <sup>(1)</sup> (%)	4 m <sup>(1)</sup> (%)	n	2 m <sup>(1)</sup> (%)	4 m <sup>(1)</sup> (%)
Lacs à Omble de fontaine						
Bondi	105	97	3	14	14	86
Charme	7	71	29	33	27	73
Diablos	38	42	58	12	83	17
Osborn	217	70	30	23	30	70
Vautour	1	100	0	11	45	55
Tous les lacs	3	69.7 (27.5)	30.3 (27.5)	5	39.8 (26.5)	60.2 (26.5)
Lacs à Omble de fontaine et Meunier noir						
Plouf	15	73	27	39	33	67
Sans-nom	0	-	-	23	48	52
Sauterelle	12	17	83	16	50	50
Vert	91	84	16	25	36	64
Tous les lacs	3	78.5 (7.8)	21.5 (7.8)	4	41.8 (8.5)	58.3 (8.5)

1: Seuls les lacs où les captures ont été supérieures à dix ont été considérés dans le calcul des moyennes.

Annexe 2. Abondance relative (n) et pourcentage des ventres rouges du nord capturés à différentes stations dans les lacs étudiés. Valeurs moyennes et écarts-types entre parenthèses. NP: nombres pondérés en fonction de l'effort de pêche (Voir texte).

Juin 1989

Communauté Lac	Filets multifilaments			Filets monofilaments				
	n	2 m <sup>(1)</sup> (%)	4 m <sup>(1)</sup> (%)	n (NP)	0,5 m (%)	1 m (%)	2 m (%)	4 m (%)
Lacs à Omble de fontaine								
Bondi	28	68	32	77 (70,7)	7	4	88	1
Charme	28	100	0	35 (21,2)	50	32	19	0
Diablos	148	73	27	106 (75,3)	24	34	36	7
Osborn	28	71	29	84 (55,7)	32	37	23	7
Vautour	26	96	4	37 (24,3)	41	22	37	0
Tous les lacs	5	81,6 (15,1)	18,4 (15,1)	5	30,8 (16,5)	25,8 (13,4)	40,6 (27,6)	3,0 (3,7)
Lacs à Omble de fontaine et Meunier noir								
Brignon	204	96	4	164 (114,7)	27	32	38	3
Joe	8	75	25	151 (975)	33	43	23	1
Sans-nom	1	100	0	4 (2,5)	60	0	0	40
Sauterelle	7	71	29	43 (29,5)	22	48	17	14
Vert	64	94	6	252 (159,2)	36	46	16	3
Tous les lacs	4	95,0 (1,4)	5,0 (1,4)	4	29,5 (6,2)	42,3 (7,1)	23,5 (10,1)	5,3 (5,9)

1: Seuls les lacs où les captures ont été supérieures à dix ont été considérés dans le calcul des moyennes.

## Annexe 2: (suite)

Juillet 1989

Communauté Lac	Filets multifilaments			Filets monofilaments				
	n	2 m <sup>(1)</sup> (%)	4 m <sup>(1)</sup> (%)	n (NP)	0,5 m (%)	1 m (%)	2 m (%)	4 m (%)
Lacs à Oble de fontaine								
Bondi	18	78	22	32 (24,8)	10	38	44	8
Charme	1	0	100	0 (0)	-	-	-	-
Diablos	69	82	19	16 (10,3)	29	52	10	10
Osborn	32	34	66	60 (37,7)	56	7	37	0
Vautour	0	-	-	14 (10,2)	5	66	29	0
Tous les lacs	3	64,7 (26,6)	35,7 (26,3)	4	25,0 (23,1)	40,8 (25,2)	30,0 (14,7)	4,5 (5,3)
Lacs à Oble de fontaine et Meunier noir								
Grignon	10	80	20	7 (6,5)	8	0	77	15
Joe	42	91	10	123 (91,0)	8	55	35	2
Sans-nom	0	-	-	0 (0)	-	-	-	-
Sauterelle	4	100	0	6 (5)	-	40	60	0
Vert	38	76	24	51 (41,1)	10	29	56	5
Tous les lacs	3	82,3 (7,8)	18,0 (7,2)	3	9,0 (1,4)	42,0 (18,4)	45,5 (14,8)	3,5 (2,1)

1: Seuls les lacs où les captures ont été supérieures à dix ont été considérés dans le calcul des moyennes.

## Annexe 2: (suite)

Août 1989

Communauté Lac	Filets multifilaments			Filets monofilaments				
	n	2 m <sup>(1)</sup> (%)	4 m <sup>(1)</sup> (%)	n (NP)	0,5 m (%)	1 m (%)	2 m (%)	4 m (%)
Lacs à Ouble de fontaine								
Bondi	9	0	100	50 (32,3)	25	60	9	6
Charme	2	50	50	5 (3,5)	14	57	0	29
Diablos	5	100	0	13 (12,2)	4	6	90	0
Osborn	46	72	28	57 (36,3)	36	42	6	17
Vautour	1	0	100	0 (0)	-	-	-	-
Tous les lacs	1	72 (-)	28 (-)	3	21,7 (16,3)	36,0 (27,5)	35,0 (47,7)	7,7 (8,6)
Lacs à Ouble de fontaine et Meunier noir								
Grignon	29	93	7	39 (23,2)	45	46	9	0
Joe	8	100	0	26 (19,5)	13	41	21	26
Sans-nom	0	-	-	1 (0,5)	100	0	0	0
Sauterelle	3	0	100	5 (3,7)	27	19	27	27
Vert	11	100	0	26 (17,7)	34	27	28	11
Tous les lacs	2	96,5 (4,9)	3,5 (4,9)	3	30,7 (16,3)	38,0 (9,8)	19,3 (9,6)	12,3 (13,1)

1: Seuls les lacs où les captures ont été supérieures à dix ont été considérés dans le calcul des moyennes.

Annexe 3. Abondance (n) des ventres rouges du nord capturés à l'aide de nasses à aénés dans la zone littorale des lacs étudiés. Valeurs moyennes  $\pm$  1 écart-type et nombre de nasses ou lacs entre parenthèses.

Juin 1988				
Communauté Lac	Couvert			Total
	Faible	Moyen	Fort	
Lacs à Omble de fontaine				
Bondi	-	27.3 ± 33.5 (10)	41.0 ± 26.7 (10)	34.3 ± 30.3 (20)
Charme	31.3 ± 24.5 (10)	26.8 ± 35.1 (10)	2.8 ± 4.1 (5)	23.8 ± 28.4 (25)
Diablos	-	-	44.8 ± 37.3 (10)	44.8 ± 37.3 (10)
Osborn	-	44.4 ± 29.7 (10)	36.7 ± 34.7 (9)	40.7 ± 31.2 (19)
Vautour	-	44.1 ± 34.2 (15)	22.7 ± 14.5 (15)	33.4 ± 28.0 (30)
Tous les lacs	31,3 ± 0 (1)	35.7 ± 9.9 (4)	29.6 ± 17.2 (5)	35.4 ± 8.0 (5)
Lacs à Omble de fontaine et Meunier noir				
Plouf	34.7 ± 29.7 (10)	72.2 ± 66.4 (9)	80.0 ± 0 (1)	53.8 ± 51.6 (20)
Sans-nom	0.4 ± 0.9 (11)	4.6 ± 11.6 (10)	33.8 ± 39.3 (9)	11.8 ± 26.2 (30)
Sauterelle	30.6 ± 29.9 (9)	86.1 ± 80.6 (17)	39.0 ± 0 (1)	64.0 ± 71.7 (27)
Vert	95.8 ± 45.6 (10)	80.4 ± 67.5 (10)	-	88.1 ± 56.6 (20)
Tous les lacs	40.4 ± 40.0 (4)	60.8 ± 37.9 (4)	33.8 ± 0 (1)	54.4 ± 31.9 (4)



## Annexe 3: (suite)

Août 1988				
Communauté Lac	Couvert			Total
	Faible	Moyen	Fort	
Lacs à Ombre de fontaine				
Bondi	-	45.1 ± 43.0 (10)	10.0 ± 16.4 (10)	27.6 ± 36.4 (20)
Charge	29.2 ± 28.4 (10)	40.8 ± 22.5 (10)	63.6 ± 33.4 (5)	40.7 ± 29.0 (25)
Diablos	-	-	5.3 ± 9.1 (10)	5.3 ± 9.1 (10)
Osborn	-	20.7 ± 24.9 (10)	48.9 ± 35.8 (10)	34.8 ± 33.3 (20)
Vautour	0.2 ± 0.4 (10)	2.2 ± 2.3 (10)	-	1.2 ± 1.9 (20)
Tous les lacs	14.7 ± 20.5 (2)	27.2 ± 19.8 (4)	32.0 ± 28.8 (4)	21.9 ± 17.7 (5)
Lacs à Ombre de fontaine et Meunier noir				
Plouf	0.4 ± 0.7 (9)	5.2 ± 12.1 (10)	1.0 ± 0 (1)	2.9 ± 8.1 (20)
Sans-nom	0.6 ± 0.7 (9)	2.0 ± 3.0 (9)	47.7 ± 64.8 (10)	17.7 ± 43.8 (28)
Sauterelle	1.8 ± 3.9 (9)	3.2 ± 4.1 (11)	-	2.6 ± 4.0 (20)
Vert	1.0 ± 1.9 (10)	11.0 ± 15.0 (10)	-	6.0 ± 11.6 (20)
Tous les lacs	1.0 ± 0.6 (4)	5.4 ± 4.0 (4)	47.7 ± 0 (1)	7.3 ± 7.1 (4)

## Annexe 3: (suite)

Juin 1989			
Communauté Lac	Couvert		Total
	Faible	Fort	
Lacs à Omble de fontaine			
Bondi	7.5 ± 14.2 (13)	-	7.5 ± 14.2 (13)
Charme	44.4 ± 40.1 (10)	9.0 ± 17.5 (7)	29.8 ± 36.6 (17)
Diablos	26.5 ± 25.5 (10)	39.0 ± 22.5 (10)	32.8 ± 24.3 (20)
Osborn	22.3 ± 40.5 (8)	14.3 ± 11.2 (8)	18.3 ± 29.0 (16)
Vautour	29.0 ± 25.4 (10)	7.9 ± 7.3 (7)	20.3 ± 22.3 (17)
Tous les lacs	25.9 ± 13.3 (5)	17.6 ± 14.6 (4)	21.7 ± 10.1 (5)
Lacs à Omble de fontaine et Meunier noir			
Grignon	89.1 ± 65.0 (15)	99.3 ± 43.8 (15)	94.2 ± 54.7 (30)
Joe	53.7 ± 25.9 (15)	66.1 ± 25.9 (15)	59.9 ± 26.2 (30)
Sans-nom	4.2 ± 9.6 (10)	76.2 ± 69.8 (10)	40.2 ± 60.9 (20)
Sauterelle	71.0 ± 53.7 (10)	85.0 ± 43.2 (10)	78.0 ± 49.1 (20)
Vert	94.6 ± 37.2 (8)	73.3 ± 50.8 (9)	83.4 ± 44.9 (17)
Tous les lacs	62.5 ± 36.4 (5)	80.0 ± 12.8 (5)	71.1 ± 21.3 (5)

## Annexe 3: (suite)

Juillet 1989			
Communauté Lac	Couvert		Total
	Faible	Fort	
Lacs à Omble de fontaine			
Bondi	4.8 ± 8.2 (15)	-	4.8 ± 8.2 (15)
Charme	1.1 ± 2.7 (14)	5.5 ± 6.0 (6)	2.4 ± 4.3 (20)
Diablos	0.2 ± 0.6 (15)	0.2 ± 0.6 (10)	0.2 ± 0.6 (25)
Osborn	2.3 ± 1.9 (15)	3.1 ± 2.7 (14)	2.7 ± 2.4 (29)
Vautour	1.1 ± 2.5 (13)	9.3 ± 11.5 (6)	3.7 ± 7.5 (19)
Tous les lacs	1.9 ± 1.8 (5)	4.5 ± 3.9 (4)	2.8 ± 1.7 (5)
Lacs à Omble de fontaine et Meunier noir			
Grignon	1.9 ± 3.2 (14)	14.1 ± 31.7 (14)	8.0 ± 23.0 (28)
Joe	3.4 ± 11.7 (14)	9.8 ± 12.8 (6)	5.3 ± 12.1 (20)
Sans-nom	0.4 ± 0.6 (15)	66.5 ± 84.0 (11)	28.4 ± 62.7 (26)
Sauterelle	19.3 ± 23.5 (15)	66.9 ± 55.9 (15)	43.1 ± 48.6 (30)
Vert	8.8 ± 8.0 (15)	13.9 ± 11.6 (11)	10.6 ± 9.7 (26)
Tous les lacs	6.8 ± 7.7 (5)	34.2 ± 29.7 (5)	19.1 ± 16.2 (5)

## Annexe 3: (suite)

Août 1989			
Communauté Lac	Couvert		Total
	Faible	Fort	
Lacs à Ouble de fontaine			
Bondi	5.5 ± 9.4 (15)	-	5.5 ± 9.4 (15)
Charme	5.0 ± 5.1 (17)	-	5.0 ± 5.1 (17)
Diablos	0.3 ± 0.6 (15)	2.1 ± 4.0 (10)	1.0 ± 2.7 (25)
Osborn	12.4 ± 11.0 (15)	29.5 ± 27.5 (13)	20.3 ± 21.8 (28)
Vautour	3.9 ± 7.9 (14)	5.0 ± 5.1 (6)	4.3 ± 7.1 (20)
Tous les lacs	5.4 ± 4.4 (5)	12.2 ± 15.0 (3)	7.2 ± 7.5 (5)
Lacs à Ouble de fontaine et Meunier noir			
Grignon	3.8 ± 4.1 (14)	43.5 ± 59.0 (14)	23.6 ± 45.8 (28)
Joe	1.1 ± 2.8 (15)	110.8 ± 137.0 (5)	28.6 ± 79.6 (20)
Sans-nom	1.6 ± 5.6 (14)	44.6 ± 67.3 (14)	23.1 ± 51.7 (28)
Sauterelle	4.0 ± 5.0 (14)	42.3 ± 114.5 (14)	23.1 ± 81.9 (28)
Vert	7.2 ± 5.4 (14)	7.8 ± 7.5 (8)	7.4 ± 6.1 (22)
Tous les lacs	3.5 ± 2.4 (5)	49.8 ± 37.5 (5)	21.2 ± 8.0 (5)